

BIOGEOQUÍMICA DE CONTAMINANTES NO ANTROPOCENO

Luiz Drude de Lacerda¹

¹Universidade Federal do Ceará, Instituto de Ciências do Mar - LABOMAR. Av. Abolição 3207, Meireles – CEP: 60165-081. Fortaleza, CE – Brasil.
E-mail: pgcmt@labomar.ufc.br

RESUMO

É discutida a importância das mudanças regionais e globais na mobilização de contaminantes no meio ambiente e sua disponibilidade para a biota. Alterações climáticas associadas às mudanças de uso do solo podem proporcionar um aumento na mobilização de contaminantes, particularmente de metais, liberadas pela atividade antrópica nos últimos 150 anos e acumulados em “sinks” naturais.

Palavras-chave: Metais, Antropoceno, biodisponibilidade, mudanças globais e regionais.

ABSTRACT

BIOGEOCHEMISTRY OF THE CONTAMINANTS IN THE ANTHROPOCENE. A discussion on the effects of regional and global changes on the mobility of contaminants is presented. Environmental changes associated with climate changes and alterations in soil use will may result in increasing mobilization of pollutants, in particular metals, and on their availability to biota, which have been accumulated from anthropogenic emissions in the past 150 years and are presently accumulated in natural sinks.

Key-words: Metals, Anthropocene, bioavailability, global and regional changes.

“Considering the major and still growing impacts of human activities on earth and atmosphere, and at all, including global, scales, it seems to us more than appropriate to emphasize the central role of mankind in geology and ecology by proposing to use the term ‘anthropocene’ for the current geological epoch (Crutzen & Stoermer 2000)”.

INTRODUÇÃO

A demanda mundial por materiais e energia cresce em ritmo acelerado desde os meados do século passado e deverá continuar crescendo. Apesar dos controles cada vez mais rígidos das emissões de fontes antrópicas, o crescimento da demanda resulta em um incremento da liberação no meio ambiente de subprodutos capazes de aumentar, significativamente, a pressão de contaminação dos ecossistemas naturais. Por outro lado, as crescentes pressões sociais e econômicas em direção ao desenvolvimento sustentável demandarão a recuperação de áreas degradadas, o uso mais eficiente dos recursos naturais e o monitoramento eficaz das condições ambientais.

A sensibilidade dos ecossistemas naturais aos impactos ambientais depende das características ecológicas e biogeoquímicas de cada região em particular, incluindo as próprias atividades humanas aí instaladas, isto é, da capacidade suporte de um dado ecossistema às diferentes atividades antrópicas possíveis de serem aí instaladas. Assim, rios intermitentes deverão ser regidos por limites

sazonalmente mais restritivos quanto à liberação de efluentes urbanos e agrícolas, por exemplo. Da mesma forma, bacias de drenagem afetadas por despejos urbanos e/ou agrícolas, poderão tornar-se inviáveis para o desenvolvimento turístico e/ou de aquíicultura, enquanto que alterações nos usos do solo poderão resultar em desequilíbrio entre as forças de erosão e sedimentação em diversos ambientes aquáticos. Torna-se necessário, portanto, o delineamento de indicadores consistentes da capacidade suporte de ecossistemas naturais, capazes de fornecer cenários confiáveis à implantação de futuras atividades antrópicas e seu gerenciamento. Cargas anuais de substâncias de diferentes fontes, fluxos de base de água e materiais, indicadores biológicos e tendências de mudanças nos usos da terra são exemplos destes indicadores (Lacerda 2006). Para a definição destes indicadores, entretanto, é necessário um profundo conhecimento dos processos biogeoquímicos que controlam o fluxo e a ciclagem de substâncias neste novo cenário de mudanças regionais e globais induzidas pela atividade humana, ou seja, a biogeoquímica do Antropoceno.

Os ecossistemas naturais possuem uma capacidade

intrínseca de imobilizar substâncias contaminantes (capacidade suporte) que é dependente de suas propriedades ecológicas fundamentais. Entretanto, considera-se que de um modo geral, todos os ecossistemas do planeta se encontram em grau variado de alteração devida a ações antrópicas. Portanto, sua capacidade suporte encontra-se em estágios diferenciados de utilização.

A Figura 1 mostra de forma sintética o efeito da utilização da capacidade suporte de um ecossistema natural em relação à imobilização de um contaminante hipotético (Lacerda 2003). A capacidade de imobilização de um dado contaminante é função do grau de alteração ou degradação do sistema. Sistemas relativamente íntegros são capazes de imobilizar uma determinada carga do contaminante (ΔQ_1) permitindo pequena remobilização (ΔC_1). Uma vez que o sistema aproxima-se de sua capacidade máxima de imobilização, pequenas cargas adicionais do contaminante (ΔQ_2) podem resultar em grande remobilização do mesmo (ΔC_2). Esta propriedade, entretanto, pode ser alterada pela ação antrópica sobre os ecossistemas (Stigliani & Salomons 1995).

Na Figura 1 estes novos estados de equilíbrio correspondem a respostas lineares. Por exemplo, a transformação de uma floresta em agricultura ou pastagem deve levar a um modelo semelhante ao apresentado na Figura 1. Entretanto, nem sempre as respostas serão proporcionais. É possível que no processo de alteração ou degradação do sistema, novos equilíbrios sejam atingidos onde os mecanismos de imobilização do contaminante são geridos por processos diferentes dos originais (Figura 2). Por exemplo, a capacidade de imobilização de metais por sedimentos costeiros quando da eutrofização do ambiente. Neste caso, suportes oxidados (e.g. oxi-hidróxidos de Fe e Mn) responsáveis pela imobilização de metais, serão substituídos por suportes reduzidos (e.g. matéria orgânica e sulfetos). Neste caso, enquanto permanecerem as condições geradoras da condição atual do sistema (no caso a eutrofização) não deverá ocorrer alteração significativa na capacidade de imobilização, a qual, entretanto, poderá ser completamente diferente da original sob condições oxidantes. Outras alterações, entretanto, poderão manter permanente estado de não equilíbrio como, por exemplo, em drenagens ácidas de mineração.

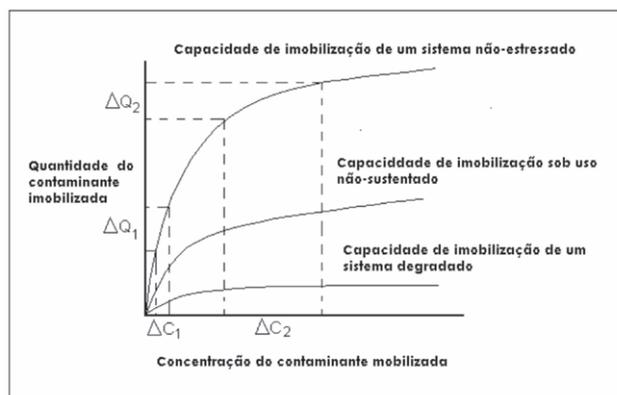


Figura 1. Mudanças nos usos da terra e a dinâmica de contaminantes em ecossistemas naturais: 1- Efeitos proporcionais (de acordo com Lacerda 2003).

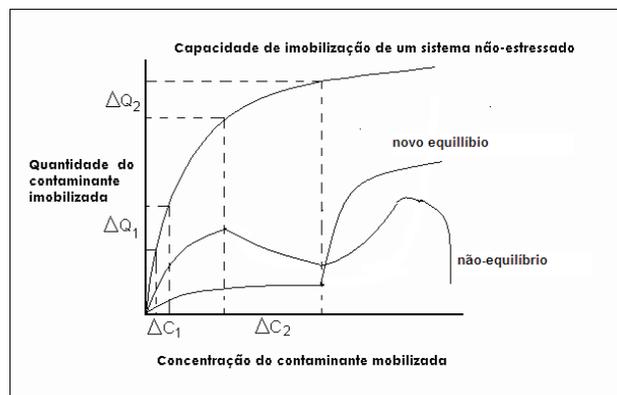


Figura 2. Mudanças nos usos da terra e a dinâmica de contaminantes em ecossistemas naturais: 1- Efeitos não-lineares (de acordo com Lacerda 2003).

ALTERAÇÃO NAS FONTES DE CONTAMINANTES

Nriagu (1996) cunhou no final do século XX o termo “Epidemia Silenciosa” para caracterizar a contaminação por metais originados na atividade antrópica, que foram alvo de legislações ambientais cada vez mais restritivas durante as duas últimas décadas do século XX. Como resultado, grande parte das fontes pontuais de metais em países industrializados foram enormemente reduzidas. Entretanto, o legado do uso indiscriminado de metais ao longo dos últimos 150 anos, permanece potencialmente disponível para remobilização em função das mudanças de uso da terra verificadas no planeta. Atualmente, grande parte dos problemas de contaminação ambiental se origina na emissão de fontes difusas de difícil controle e mesmo de quantificação. A Figura 3 exemplifica a modificação

das principais fontes de Hg para a atmosfera no Brasil entre 1979 e 2002 (Lacerda 2003). Fontes como a produção de energia, que no Brasil ainda é dominada pela hidroeletricidade, já correspondem a cerca de 15% da emissão total de Hg. Ao nível global a geração de energia é a principal fonte atual de Hg para a atmosfera (Pacyna *et al.* 2006). Estas fontes são via de regra muito mais difíceis de serem controladas e mesmo quantificadas.

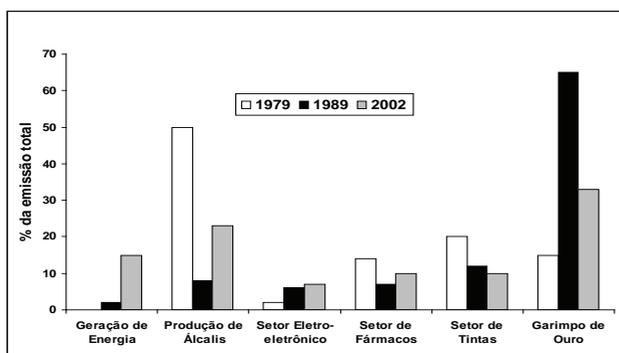


Figura 3. Evolução das emissões de Hg para a atmosfera no Brasil (Lacerda 2003).

Por outro lado, não só ocorreram significativas mudanças nas fontes, mas também sua distribuição global. A Figura 4 mostra a comparação entre o consumo e a emissão de Hg para a atmosfera global no final do século 20. Fica claro um redirecionamento das emissões para países em desenvolvimento ou mesmo subdesenvolvidos, onde uma legislação menos restritiva resulta em maiores emissões de Hg para o meio ambiente. Estas emissões ocorrem em ambientes cujos processos ecológicos ainda são pouco conhecidos e onde a interação homem-natureza, ainda corresponde ao sustento de grande parte da população. Situação semelhante ocorre com diversos outros contaminantes, particularmente metais e POPs (Poluentes Orgânicos Persistentes).

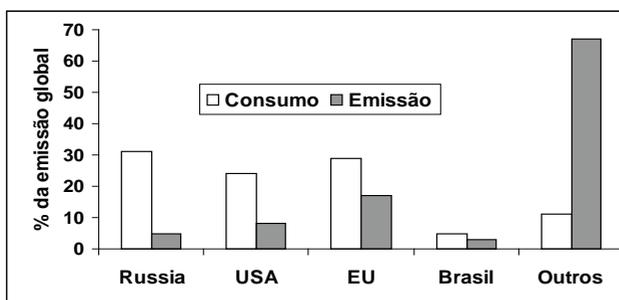


Figura 4. Relação consumo/emissão de Hg para a atmosfera global de diferentes regiões do planeta.

Outro aspecto significativo das alterações geográficas na localização das fontes de contaminantes é a magnitude e rapidez das mudanças regionais na maior parte dos países em desenvolvimento e nas áreas mais preservadas do planeta. Estas mudanças poderão causar eventos de “ressurgimento” de contaminações cujas fontes já desapareceram ou diminuíram significativamente e que, portanto terão seus mecanismos de atuação controlados por processos biogeoquímicos inerentes aos seus ecossistemas e não mais na intensidade e dimensão das fontes propriamente ditas.

O CENÁRIO DE MUDANÇAS REGIONAIS

As mudanças de uso do solo e recursos hídricos têm um enorme potencial de alteração dos processos controladores da dinâmica de contaminantes no meio ambiente. Por exemplo, a conversão de áreas de floresta em pasto e agricultura na Amazônia após o desaparecimento da atividade de garimpo, principal fonte de Hg durante as décadas de 1980 e 1990, ainda mantêm elevadas as concentrações de Hg em peixes e seres humanos (Bastos *et al.* 2006), devido à remobilização do Hg depositado em solos durante aquele período.

A diversão de águas da bacia do Rio Paraíba do Sul para a bacia da Baía de Sepetiba, resultou em um aumento nas taxas de sedimentação da baía (Figura 5). Além disso, resultou também em uma contribuição de cerca de 30% no fluxo total de Hg para esta baía (Molisani *et al.* 2006).

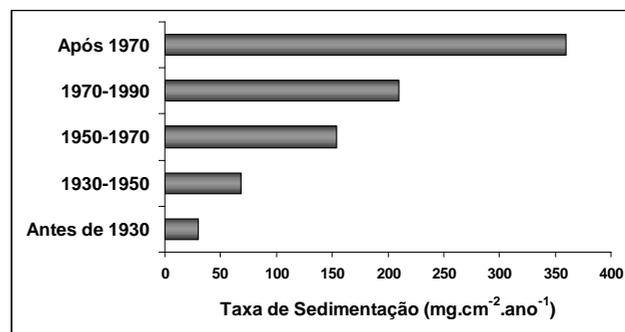


Figura 5. Sedimentação da Baía de Sepetiba durante o Século 20 (de acordo com Lacerda *et al.* 2002).

Por outro lado, os efeitos da açudagem dos rios do semi-árido nordestino (Figura 6), resultaram na diminuição do fluxo de água doce para o

oceano e na erosão de extensas faixas de costa, em muitos setores ocupados por manguezais. Estes ecossistemas possuem uma elevada capacidade de acumulação de metais. Sua erosão resulta na mobilização de sedimentos enriquecidos em metais e sua liberação e disponibilização, para incorporação biológica.

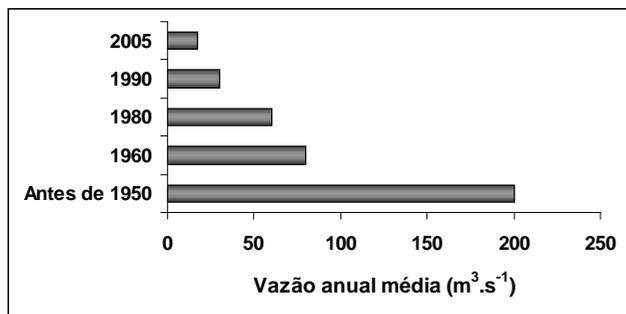


Figura 6. Fluxo fluvial para o Oceano Atlântico do Rio Jaguaribe, NE do Brasil durante os últimos 50 anos (de acordo com Marins *et al.* 2002a).

Paralelamente as mudanças de usos do solo que podem resultar em alterações nos fluxos de metais, também têm se verificado mudanças nas fontes de metais propriamente ditas. Alterações nas práticas agrícolas e introdução de novas práticas também podem resultar em aumentos de fluxos de metais para o meio ambiente. Em diversos estuários do nordeste brasileiro, a introdução da fruticultura irrigada tem aumentado a carga de metais oriunda desta fonte através do uso de insumos, como fungicidas entre outros, que apresentam concentrações variáveis de metais. Da mesma forma a expansão da aquicultura tem trazido novos desafios ao entendimento da contribuição desta fonte recente ao fluxo total de metais para estuários (Lacerda *et al.* 2006). O transporte de metais destas fontes para os ecossistemas aquáticos, entretanto, vai depender de processo de transferência de matérias (e.g. solos) que não são diretamente proporcionais a magnitude da fonte, tornando difícil sua modelagem.

CENÁRIO DE MUDANÇAS GLOBAIS

A compreensão dos mecanismos controladores da dinâmica de contaminantes nos ecossistemas naturais ao longo do período Quaternário pode fornecer subsídios à previsão o de seu comporta-

mento frente às mudanças globais características do Antropoceno. Como condição básica científica e tecnológica, para implementação de medidas que permitam o gerenciamento desta situação, torna-se necessária uma compreensão profunda dos processos biogeoquímicos responsáveis pela transferência, ciclagem e acumulação de contaminantes ao longo do tempo, e de uma crescente capacitação analítica capaz de medir a concentração dessas substâncias em meios distintos afetados pela atividade antrópica.

A Figura 7 apresenta a variação da deposição atmosférica do Hg em um lago no Norte do Brasil. A análise desta variação mostra grande sensibilidade deste parâmetro a variações climáticas ocorridas no quaternário. É possível, por exemplo, verificar um aumento da deposição de Hg em períodos mais recentes que podem estar relacionados às condições mais quentes verificadas no último milênio. Tais variações estão bem relacionadas a variações conhecidas das condições climáticas globais (Lacerda *et al.* 1999).

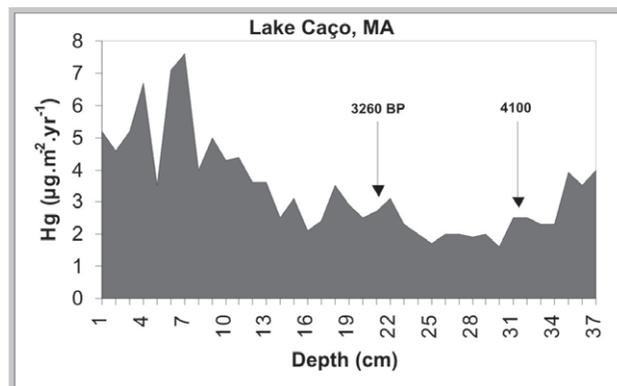


Figura 7. Variação da deposição atmosférica de Hg no Lago Caço, MA nos últimos 5000 anos (adaptado de Lacerda *et al.* 1999).

Modelos sobre a alteração de ecossistemas costeiros em um cenário de elevação do nível do mar devido a mudanças globais têm antecipado um aumento significativo na área total de manguezais em varias regiões tropicais do planeta. Estudos sobre a biogeoquímica de metais nestes ecossistemas em particular têm demonstrado sua elevada capacidade de acumulação de alguns metais. Entretanto, também têm ressaltado a capacidade de transformação de alguns metais (e.g. o Hg) em forma orgânicas, com maior mobilidade e biodisponibilidade. No nordeste brasileiro, por exemplo, a expansão dos mangues nos últimos 40 anos foi

de cerca de 35% (Maia *et al.* 2006), o que pode ter resultado em um aumento da exportação de formas orgânicas de Hg para a região costeira adjacente, como demonstrado por Marins *et al.* (2002b). Esta tendência se verificada ao nível global poderá resultar numa enorme disponibilização de metais para cadeias alimentares marinhas.

CONCLUSÕES

A contaminação ambiental por metais pesados é uma realidade, apesar da diminuição das fontes pontuais nas últimas três décadas e da implementação de uma legislação ambiental mais rígida.

A grande quantidade de metais emitidos por atividades humanas nos últimos dois séculos, encontra-se, em várias situações, passível de remobilização por processos antrópicos, naturais e, principalmente, pelas variações climáticas globais e de mudanças nos usos dos solos.

Uma vez que a relação carga/efeito não depende mais da dimensão das emissões pontuais e sim de emissões de fontes difusas e dos processos de remobilização dos metais acumulados no meio, torna-se muito mais importante conhecer os processos biogeoquímicos controladores da dinâmica de metais no ambiente que propriamente os processos antrópicos que os geraram. Desta forma, permitir a construção de cenários que permitam entender e prever os efeitos da contaminação por metais no Antropoceno.

AGRADECIMENTOS: Este trabalho é fruto das discussões no âmbito do projeto Instituto do Milênio “Transferência de Materiais na Interface Continente-Oceano” CNPq 420.050/2005.1.

REFERÊNCIAS

- BASTOS, W.R.; GOMES, J.P.O.; OLIVEIRA, R.C.; ALMEIDA, R.; NASCIMENTO, E.L.; BERNARDI, J.V.E.; LACERDA, L.D.; SILVEIRA, E.G. & PFEIFFER, W.C. 2006. Mercury in the environment and riverside population in the Madeira River Basin, Amazon, Brazil. *Science of the Total Environment*, 368: 344-351.
- CRUTZEN, P.J. & STOERMER, E.F. 2000. The “Anthropocene”. *Global Change Newsletter*, 41: 12-13.
- LACERDA L.D. 2003. Updating global mercury emissions from small-scale gold mining and assessing its environmental impacts. *Environmental Geology*, 43: 308-314.
- LACERDA, L.D. 2006. A zona costeira: o domínio das interações. www.institutomilenioestuarios.com.br, acessado em 11 de maio de 2006.
- LACERDA, L.D.; KREMER, H.H.; KJERFVE, B.; SALOMONS, W.; MARSHALL-CROSSLAND, J.I. & CROSSLAND, J.C. 2002. South American Basins: LOICZ Global Change Assessment and Synthesis of River Catchment – Coastal Sea Interaction and Human Dimensions. *LOICZ Reports & Studies*, 21: 1-6.
- LACERDA, L.D.; RIBEIRO, M.G.; CORDEIRO, R.C.; SIFFEDINE, A. & TURCQ, B. 1999. Mercury atmospheric deposition during the past 30,000 years in Brazil. *Ciência & Cultura. Journal of the Brazilian Society for the Advancement of Science*, 51: 363-371.
- LACERDA, L.D.; SANTOS, J.A. & MADRID, R.M. 2006. Copper emission factors from intensive shrimp aquaculture. *Marine Pollution Bulletin*, 52(12): 1823-6.
- MAIA, L.P.; LACERDA, L.D.; MONTEIRO, L.H.U. & SOUZA, G.M. 2006. *Atlas dos Manguezais do Nordeste do Brasil*. SEMACE, Fortaleza, 106 p.
- MARINS, R.V.; FREIRE, G.S.S.; MAIA, L.P.; LIMA, J.P.R. & LACERDA L.D. 2002a. Impacts of land-based activities on the Ceará coast, NE Brazil. In: Lacerda, L.D.; Kremer, H.H.; Kjerfve, B.; Salomons, W.; Marshall-Crossland, J.I. & Crossland, J.C. (eds.) South American Basins: LOICZ Global Change Assessment and Synthesis of River Catchment – Coastal Sea Interaction and Human Dimensions. *LOICZ Reports & Studies*, 21: 92-98.
- MARINS, R.V.; LACERDA, L.D.; MOUNIER, S.; PARAQUETTI, H.H.M. & MARQUES, W.S. 2002b. Caracterização hidroquímica, distribuição e especiação de mercúrio nos estuários dos Rios Ceará e Pacotí, Região Metropolitana de Fortaleza, Ceará, Brasil. *Geochimica Brasiliensis*, 16: 37-48.
- MOLISANI, M.M.; KJERFVE, B. & LACERDA, L.D. 2006. Water discharge and sediment load to Sepetiba Bay from an anthropogenically-altered drainage basin, SE Brazil. *Journal of Hydrology*, 331: 425-433.
- NRIAGU, J.O. 1996. A history of global metal pollution. *Science*, 272: 223-224
- PACZYNA, E.G.; PACZYNA, J.M.; FUDALA, J.; STRZELECKA-JASTRZAB, E.; HLAWICZKA, S. & PANASIUK, D. 2006. Mercury emissions to the atmosphere from anthropogenic sources in Europe in 2000 and their scenarios until 2020. *Science of the Total Environment*, 370: 147-156